Pest Management Regulatory Agency
Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire

Regulatory Proposal

PRO2003-01

Estimating the Water Component of a Dietary Exposure Assessment

This document provides an overview of the Pest Management Regulatory Agency's policy in estimating the concentration of pesticides in water sources. These estimates are then incorporated into aggregate exposure assessments as part of the process of assessing the potential impact of pesticide use on the health of Canadians. The types of models being used by the Agency and the scenario-based inputs for these models are described. In addition, the importance of monitoring data and water treatment is discussed.

Please review this document and provide your written comments within 45 days of the date of publication of this Regulatory Proposal to the Publications Coordinator at the address listed below.

(publié aussi en français)

March 13, 2003

This document is published by the Alternative Strategies and Regulatory Affairs Division, Pest Management Regulatory Agency. For further information, please contact:

Publications Coordinator
Pest Management Regulatory Agency
Health Canada
2720 Riverside Drive
A.L. 6605C
Ottawa, Ontario
K1A 0K9

Internet: pmra_publications@hc-sc.gc.ca
www.hc-sc.gc.ca/pmra-arla/
Information Service:
1-800-267-6315 or (613) 736-3799
Facsimile: (613) 736-3798

ISBN: 0-662-33730-1
Catalogue number: H113-8/2003-1E

© Her Majesty the Queen in Right of Canada, represented by the Minister of Public Works and Government Services Canada 2003

All rights reserved. No part of this information (publication or product) may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic, mechanical photocopying, recording or otherwise, or stored in a retrieval system, without prior written permission of the Minister of Public Works and Government Services Canada, Ottawa, Ontario K1A 0S5.

Executive Summary

The Pest Management Regulatory Agency (PMRA) is estimating the concentration of pesticides in potential drinking water sources and incorporating these estimates into aggregate exposure assessments as part of the process of assessing the potential impact of pesticide use on the health of Canadians.

Canadians use surface water as well as groundwater for drinking, consequently the Agency estimates pesticide concentrations in both these drinking water sources. For surface water, the PMRA uses the linked Pesticide Root Zone Model (PRZM) and the Exposure Analysis Modelling System (EXAMS) to model pesticide concentrations. Pesticide concentrations in surface water are modelled in two vulnerable drinking water sources. The first, an index reservoir, is based on the dimensions of the Shipman reservoir which is used by the United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) in its exposure assessments. The second source is a prairie dugout and will only be used when pesticides are to be registered in the prairie provinces where dugouts are common. Pesticide concentrations in groundwater are modelled using the Leaching Estimation And Chemistry Model (LEACHM). LEACHM is used to estimate pesticide concentrations in shallow groundwater where concentrations are likely to be higher than the deeper groundwater typically used for drinking water.

For both surface water and groundwater modelling, the PMRA has developed a series of agricultural scenarios which are typical of many of the major crop growing areas in Canada. Inputs for these scenarios include realistic data on the weather, soil, crops and hydrology.

Estimating pesticide concentrations in drinking water sources is a tiered process consisting of progressive levels. Initial levels are conservative and represent upper bound estimates of pesticide concentrations. If these initial estimates do not result in unacceptable exposure, then no further estimates are required. If initial levels result in an unacceptable exposure estimate, then a more resource intensive higher level estimate is generated.

In addition to modelling, the Agency considers available pesticide monitoring data as part of the process of estimating pesticide concentrations in drinking water sources. Unfortunately, there is a paucity of adequate monitoring data in Canada, and the Agency is pursuing opportunities to develop high quality national scale monitoring data with the provinces, territories, municipalities as well as other federal departments.

The process of estimating pesticide concentrations in drinking water sources is evolving. At the present time, the Agency is formalising the Level 1 screening assessment. A formalised approach for higher levels or refined assessments has yet to be completed. In the interim, refined assessments will be conducted on a case-by-case basis drawing on the expertise of Agency modellers, experts in the field of environmental fate and chemistry, as well as experts in the field of human exposure and toxicology.

Table of Contents

1.0 Introduction 1

2.0 Current approaches in other jurisdictions 1

3.0 Proposed PMRA approach for estimating drinking water concentrations 2
- 3.1 Agricultural scenarios 4
- 3.2 Surface water 4
  - 3.2.1 Choice of surface water model 4
  - 3.2.2 Choice of receiving water body 5
- 3.3 Groundwater 7
  - 3.3.1 Choice of groundwater model 7
  - 3.3.2 Proposed approach for calculating EECs in groundwater 8
- 3.4 The use of monitoring data 9
- 3.5 Factoring in water treatment 11

4.0 How EECs are incorporated into a risk assessment 11

5.0 Future directions 12

List of abbreviations 15

References 17

1.0 Introduction

Under the *Pest Control Products Act* (PCPA), the PMRA has the responsibility to protect Canadians from the risks associated with pesticide use. In order to assess potential risks of pesticide use to the health of Canadians, the Agency must be able to estimate their potential exposure to pesticides and any pesticide breakdown products that might be of toxicological concern. The exposure assessment must be comprehensive and must include pesticide exposure from all sources and by all routes of exposure. The exposure to pesticide residues in sources of drinking water is an important part of the dietary exposure assessment.

Pesticides are widely used throughout Canada and there are many potential pathways via which they may find their way into drinking water sources. In Canada, both surface waters and ground water are used as sources of drinking water, and pesticide use patterns are such that contamination of these sources may occur via drift, runoff or leaching through the soil.

In the past, the PMRA incorporated estimates of pesticide concentrations in surface waters in dietary risk assessments by using conservative assumptions that often resulted in high and unrealistic exposure estimates. The PMRA is now in the process of developing a more comprehensive and refined approach to estimating the concentration of these compounds in drinking water sources. An overview of this new, standardized approach is described in this document. It is consistent with a similar approach being taken by the U.S. EPA.

2.0 Current approaches in other jurisdictions

Both the United States as well as the European Union (EU) estimate pesticide concentrations in surface and groundwater as part of their risk assessment process (FOCUS 1995, FOCUS 1997, FOCUS 2000, U.S. EPA Office of Pesticide Programs 1999). Their respective approaches were developed in co-operation and consultation with experts from government, industry and academia. In the case of the U.S., EECs are estimated and aggregated along with estimates of food exposure and occupational exposure to produce an aggregate risk assessment. In the case of the European Union, the EECs are not incorporated into an aggregate assessment. Instead, they are compared with the legislated maximum allowable concentrations in drinking water sources that "can be consumed safely on a life-long basis" (Council Directive 98/83/1998, 1998).

Both these jurisdictions use a tiered approach to estimate pesticide concentrations in drinking water sources. Initial tiers consist of using screening level models with conservative inputs to rapidly screen out pesticides which will probably not pose a concern with respect to drinking water. At the initial screening level assessment, the U.S. EPA uses models which simulate generic conservative scenarios to determine EECs in groundwater and surface water. If a concern is identified with surface water, then a more in-depth (Tier 2) screening level analysis is conducted using a more robust model with

regional agricultural scenarios. The U.S. EPA does not currently conduct Tier 2 modelling when groundwater concerns are identified but instead requests monitoring studies. In contrast, the EU conducts groundwater modelling using robust models with regional agricultural scenarios at the outset of their analysis.

If pesticides fail to pass these initial screening levels, a higher tier analysis is necessary. Higher tiers of assessment may include the use of more refined modelling techniques, using available monitoring data, and may require that additional laboratory and/or field studies be conducted by the registrant. The rationale behind this approach is that the initial tiers are less resource-intensive and therefore allow "safe"chemicals to be identified and screened out with a minimal input of resources (both monetary and human). Currently, most jurisdictions only have a formal process for screening level analysis.

3.0 Proposed PMRA approach for estimating drinking water concentrations

Close to 75% of Canadians receive their drinking water exclusively from surface water sources, the remaining 25% receive their water either exclusively from groundwater or as a combination of groundwater and surface water (Fig.1). Consequently, it is essential to estimate pesticide concentrations in groundwater as well as surface water sources in order to adequately reflect the potential for pesticide exposure via drinking water in Canada. Therefore, the PMRA is estimating pesticide concentrations in both surface and groundwater sources using a multi-levelled approach similar to the tiered approach followed by the U.S. and the EU.

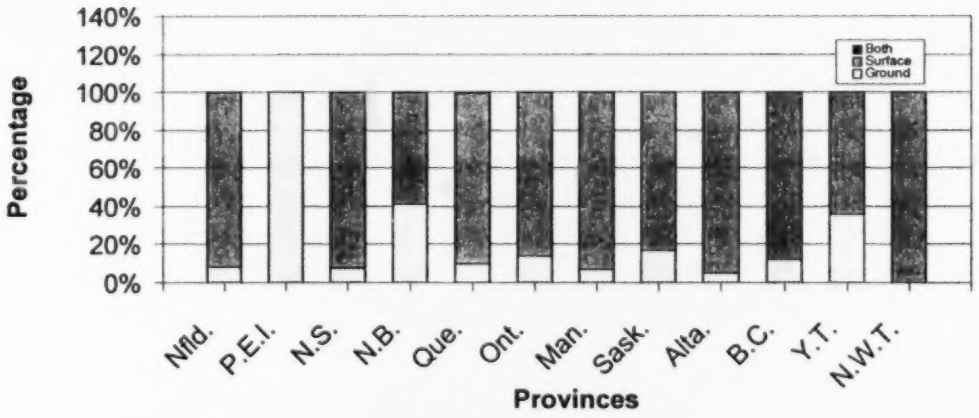


Figure 1. Percentage of water from ground or surface water sources supplied to residents of Canadian municipalities with populations exceeding 1000 (generated from the 1999 Environment Canada Municipal Water Use Database)

The PMRA uses established mechanistic models to estimate pesticide concentrations in both surface and groundwater sources of drinking water. Many of the key input parameters for the models consist of real world data obtained from experimental studies (physical and chemical properties of the pesticide in question), Canadian weather stations (site specific rainfall and temperature data), Canadian soil maps (site specific soil profiles), and the product's label (application rates and frequencies).

The initial screening level estimate, Level 1, is used to screen out those chemicals which are unlikely to pose a significant risk to drinking water sources. These Level 1 estimates use conservative inputs including:

- **Characteristics of the product**
  a. Longest half-lives[1] in environmental media, e.g., soil, water
  b. Lowest K_{oc} values[2]
- **Assumptions about use**
  a. Highest label rate of application
  b. Maximum number of applications per year
  c. Shortest interval between applications
  d. The pesticide is applied every year of the simulation
  e. 100% of the watershed assumed to be cropped
  f. 100% of the crops assumed to be treated with pesticide

In addition, the model is run using one or more agricultural scenarios that reflect Canadian conditions. It is unlikely that pesticide concentrations in sources of drinking water will be as high as the EECs estimated in a Level 1 analysis when a pesticide is applied according to label directions.

As is the case with the U.S. EPA and the EU, a Level 1 estimate resulting in unacceptable pesticide concentrations in sources of drinking water must advance to a more refined, higher level assessment. The PMRA will refine Level 1 estimates using more realistic input parameters with the models such as typical use rates and use frequency. The use of monitoring data may also be used to refine Level 1 estimates. Additional studies may be required from the registrant[3].

---

1 Half-life refers to the amount of time it takes for 50% of the pesticide to break down in the environment.

2 K_{oc} is a measure of the chemical mass that partitions to both the solid (organic carbon) and liquid phases. It is used to predict chemical partitioning and to estimate retardation.

3 Estimates of occupational exposure as well as estimates of dietary exposure from food only will usually have been refined as much as possible prior to refining the estimates of EECs in water.

3.1 Agricultural scenarios

The PMRA is currently running its water models using a series of agricultural scenarios that were selected to reflect areas of major agricultural activity and the important crops grown in these selected areas. The scenarios were developed by Environment Canada as part of an Expert system for Pesticide Regulatory Evaluation Simulations (EXPRES) (Mutch et al., 1993). Each scenario within the database contains detailed information on soil properties (chemical, physical and hydrological), on crop parameters, agricultural practices, as well as detailed daily weather information from Canadian weather stations relevant to each of the scenarios.

The PMRA has developed 11 scenarios in its screening level assessment. A further 12 scenarios are available through EXPRES and are being considered for inclusion in this process. Additional scenarios not included in the EXPRES database may be developed to create a more comprehensive representation of agriculture and pesticide use patterns across the country. If necessary, the Agency will also add new scenarios and update existing ones on an ongoing basis in order to ensure that the scenarios remain current with respect to agricultural practices and weather patterns in Canada. Any new scenarios being considered will undergo a thorough scientific review prior to being adopted.

Agricultural scenarios that are currently being used by the Agency for Screening Level Estimates of pesticide concentrations in drinking water sources represent a variety of geographical, climatic and soil situations. They include scenarios representative of: the lower Fraser River valley, B.C. (raspberry), the Okanagan Valley, B.C. (orchard), the Peace River district of Alberta (barley), southern Alberta (sugar beet), southern Saskatchewan (wheat), Manitoba (potato), southwestern Ontario (corn), the Niagara region of Ontario (vineyard), the Yamaska river valley of Quebec (corn), Prince Edward Island (potato), and the Annapolis valley of Nova Scotia (apple).

For a Level 1 estimate, those scenarios that typically generate the most conservative (highest) estimates of EECs are used. If a pesticide's estimated concentration in drinking water sources exceeds acceptable levels and requires a refined estimate, then a scenario which more closely matches the actual use pattern of the pesticide will be used.

3.2 Surface water

3.2.1 Choice of surface water model

The PMRA uses the linked PRZM and the EXAMS to model surface water concentrations at all levels of its drinking water assessment. PRZM-EXAMS was developed by the U.S. EPA and has been used for several years in North-America and Europe. One of the reasons for the selection of these models is that they will account for the various factors affecting the surface runoff from the field, and the transformation and partitioning occurring in the water body. In addition, these models are capable of estimating EECs for both reservoirs and dugouts using Canadian soil, crop and weather

information. With the recent advancements in processing speed of microcomputers, these models can be used to simulate multiple years.

The PRZM component of the model is used to predict the pesticide concentration dissolved in runoff waters and carried on entrained soil particles that will move from the field where the pesticide has been applied into a surface water body that is adjacent to the treated field. Input parameters include the characteristics of the pesticide (physico-chemical properties, transformation half-lives and mobility data), crop growth information, site specific information (soil properties, local topography and agricultural practices), and weather data. The FIFRA Environmental Model Validation Task Force concluded that PRZM simulations conducted using realistic input parameters generated results within an order of magnitude of the measured data (Jones, 2001).

The EXAMS component of the model is used to simulate environmental fate and transport processes of a pesticide once it enters a body of water. Such processes would include volatilization, sorption, hydrolysis, bio-transformation, and photolysis of the pesticide. Input parameters include the characteristics of the pesticide (physico-chemical properties, transformation half-lives and mobility data), limnological and physical characteristics of the water body, and weather data.

PRZM-EXAMS simulations are run for multiple years and can generate output in a variety of formats. Currently the PMRA is reporting the one-in-ten year (90^{th} percentile) value of the yearly maxima of daily concentrations as well as the 90^{th} percentile value of the average yearly concentration for use in its dietary exposure assessment.

As already indicated, an unacceptable Level 1 estimate would trigger a higher level of refinement. This will make use of refined modelling which could involve input parameters that are less conservative and scenarios that more accurately reflect the physical and chemical properties of the pesticide as well as its use pattern. The higher levels of refinement would also make use of available surface water monitoring data. If none are available, the registrant may be requested to conduct surface water monitoring studies.

3.2.2 Choice of receiving water body

Typical surface drinking water sources include natural water bodies such as rivers and lakes, as well as constructed water bodies such as reservoirs and dugouts. The choice of an appropriate receiving water body for use with surface water models hinges on what surface drinking water sources are considered to be vulnerable to pesticide contamination in Canada. Vulnerability depends on a combination of factors relating to pesticide usage, site/environmental factors, crop and pest management, and weather patterns (U.S. EPA, 1999). For instance, a small water body in an area with high run-off potential in combination with a high pesticide use rate may be more vulnerable than a large body of water in an area that does not favour run-off and has a low pesticide use rate.

In estimating pesticide concentrations in surface drinking water sources, two hydrometric scenarios are currently used: (1) a reservoir scenario, representative of a water supply from smaller municipalities, and (2) a farm dugout scenario typical of the Canadian prairies. These two hydrometric scenarios are considered to be particularly vulnerable because of their potential for contamination from local agricultural practices. Other scenarios may be added at a later date as the need arises but for the present the focus will be on these two scenarios.

In 1998, the U.S. EPA compiled a list of 82 candidate reservoirs and from that list selected the Shipman Reservoir (Illinois) as their index drinking water reservoir for modelling. This was because it was representative of a number of reservoirs in the central mid-western U.S. which were vulnerable to pesticide contamination and because appropriate pesticide monitoring data from the reservoir were available (U.S. EPA, 1999). A U.S. EPA monitoring program[4] ranked the Shipman Reservoir 8th in terms of atrazine concentrations out of 175 surface water sites indicating that the index reservoir approach does represent a high exposure scenario for surface water. Following the U.S. rationale, the PMRA undertook a review of the Municipal Utility Database (MUD) (Environment Canada, 1999) to identify municipal water sources that were located in some of the major agricultural areas in Canada (Ontario, Manitoba, Saskatchewan and Alberta). Water sources were evaluated using three criteria which were deemed to be essential qualifications for a candidate reservoir:

(1) The reservoir capacity must be readily comparable to the Shipman reservoir.
(2) The reservoir or lake must be located within an area where agriculture is prevalent.
(3) The reservoir must have a monitoring program and a history of pesticide detections.

After an extensive search it was determined that there were no candidate reservoirs which met all three of the above criteria. As the Shipman reservoir has all the required physical information to be useful in the model, the PMRA has adopted the dimensions of the Shipman reservoir (surface area and drainage area) for use with PRZM–EXAMS. The use of the Shipman reservoir is considered to be an interim solution while a more representative Canadian reservoir is sought. It is felt that this interim solution is acceptable because, apart from the reservoir dimensions, other site specific information such as weather, soil, crop, and hydrological data are Canadian in origin and representative of the Canadian area being modelled and not of Shipman, Illinois.

The PMRA has also decided to include prairie dugouts as a second vulnerable surface drinking water source in Canada. This decision was taken because dugouts are used throughout the prairies as a household water supply, including drinking water, and because most dugouts tend to be in close proximity to pesticide-treated fields

---

[4] These sites included reservoirs, lakes, and flowing water (U.S. EPA Office of Pesticide Programs, 1999)

(Fred Martin, pers. comm.). Consequently, the PMRA has developed a prairie dugout scenario for use in estimating drinking water concentrations of pesticides that are used in the prairie provinces. The Agency is also actively pursuing opportunities aimed at improving the available data in order to adequately characterise prairie farm dugouts with respect to potential pesticide contamination.

Rivers and streams also constitute potential drinking water sources that may be vulnerable to pesticide contamination. However, as mentioned previously, the index reservoir is considered a high exposure scenario for surface water in general. As such, the PMRA is not planning to develop separate scenarios for rivers or streams as sources of drinking water.

The PMRA recognizes that at some locations, actual pesticide concentrations in surface water can be lower than the model estimates. This is especially true of the initial screening levels as the input parameters used for modelling are often conservative. In addition, although users could apply a pesticide at the highest rate and frequency allowed on a product label, typical use rates and frequencies are often lower than the values used in the model. Moreover, while not required by the pesticide label, users may engage in practices which may reduce pesticide runoff, such as soil-incorporation of the pesticide or the use of "no-application" zones or filter strips around water bodies. Thus, where typical application practices are lower than label maximum, where runoff prevention practices are widespread, or where soil properties and site characteristics are less conducive to runoff, actual concentrations in surface water may be lower than the values for the sites and conditions modelled.

3.3 Groundwater

3.3.1 Choice of groundwater model

The PMRA evaluated the suitability of MACRO, LEACHM, SCI-GROW, PESTAN, and PRZM/VADOFT for use as groundwater models. There were four basic requirements for a groundwater model:

- the model's programming must be able to be modified if necessary;
- the model must be able to evaluate different environmental conditions (i.e., climate and soil);
- the model's input requirements should be similar to the data already being submitted to the Agency;
- the model must be user-friendly.

Of the models considered, only LEACHM was found to meet all four requirements, consequently, the PMRA decided to use LEACHM to model ground water concentrations at all levels of its drinking water estimates.

LEACHM is a suite of models that simulate the movement and fate of water and chemicals within soil profiles. It was developed in 1984 and has been subject to numerous extensions and revisions since that time (Hutson, 2001).

LEACHP is the model within the LEACHM suite which simulates pesticide fate and transport in soils as well as pesticide uptake into plants. As with PRZM–EXAMS, input parameters for LEACHP include pesticide specific chemistry, environmental fate and transport data as well as site specific information including crop specific data, soil properties, and pesticide use patterns. The model simulates pesticide and water movement in soil over the course of one or more growing seasons. The model's output is extensive but includes estimates of pesticide concentrations at various depths within the soil profile as well as estimated fluxes of pesticide and water across specified boundaries within the soil profile.

Attempts were made to obtain a data set that was sufficient to test the LEACHP model. Results of an internal review indicated that a Canadian-based data set probably does not exist. Although several other published international studies have since been identified, only one pesticide leaching study (Boesten and van der Pas, 1999) was sufficient in meeting the data requirements of LEACHP. A validation exercise using this data set was undertaken and the results indicate that LEACHP performed well in predicting both the movement and quantity of pesticide in the soil profile.

As with the surface models, if the estimated groundwater concentration generated using the Level 1 assumptions results in unacceptable risk, a higher level of refinement will be triggered. The higher levels of refinement may use refined modelling with more realistic input parameters as well as scenarios that more accurately reflect actual use patterns. Valid groundwater monitoring data will also be used where available and if none is available the registrant may be requested to conduct groundwater monitoring studies.

3.3.2 Proposed approach for calculating EECs in groundwater

As with surface water, it is important to estimate EECs in groundwater that is considered to be vulnerable to pesticide contamination. Two approaches to calculating EECs in groundwater are being considered by the PMRA. Both are based on the assumption that the water present near the top of the water table is more vulnerable because it has had a shorter residence time. Consequently, this water will usually contain higher concentrations of pesticides than deeper groundwater where the residence time has been longer and there has been more opportunity for pesticides to break down and/or be diluted with water that is not contaminated with pesticide residues. Both these approaches are being used in Europe.

The first approach, used in the Dutch registration process, is to average the concentration of the pesticide of interest in the top one metre below the water table (Tiktak et al., 2000). The second approach, recommended by the Forum for the Coordination of Pesticide Fate Models And Their Use (FOCUS) for use in the EU pesticide registration process, is to

estimate the flux (movement) of the pesticide and water across the water table over a fixed interval of time (FOCUS, 2000). Both these approaches estimate pesticide concentrations in shallow groundwater and, therefore presumably, vulnerable groundwater drinking sources. Regulating pesticides based on concentrations estimated in shallow groundwater is considered to be protective of groundwater drinking sources which are usually drawn from deeper groundwater (J.Boesten, pers. comm.).

The PMRA is currently following the depth averaging approach in shallow groundwater for its Level 1 estimates. However, the PMRA is evaluating the flux averaging method advocated by FOCUS and may adopt this approach if it is found to be more appropriate than depth averaging.

The PMRA recognizes that at some locations, pesticide concentrations in groundwater may be lower than the model estimates. This is especially true of the initial screening levels as the input parameters used for modelling are often conservative. In addition, although users could apply a pesticide at the highest use rate and frequency, typical rates and frequencies may be lower than the values used in the model. Moreover, while not required by the pesticide label, users may engage in practices which may reduce pesticide leaching, such as not applying the product when weather conditions favour leaching. Thus, where typical application practices are lower than label maximum or where soil properties and site characteristics are less conducive to leaching, actual concentrations in groundwater may be significantly lower than the values for the sites and conditions modelled.

3.4 The use of monitoring data

In any drinking water assessment, the Agency makes use of available monitoring data pertinent to the pesticide under review. Valid monitoring data would be considered preferable to pesticide concentration estimates in drinking water generated using water models; however, for new chemicals, monitoring data will usually be unavailable. In such cases, if monitoring data would be essential for conducting a refined exposure assessment, it would be requested that the registrant provide monitoring data that are generated under controlled study conditions. The majority of available monitoring studies and data are likely to be for pesticide products that have already been on the market for some time. These monitoring studies are expected to vary considerably as to the quality and quantity of available data and with the amount of contextual information described below.

In evaluating, characterizing and interpreting water monitoring data, the PMRA attempts to collect as much information as is readily available on the design of the studies. This would include information on how the samples were collected and analysed, why they were collected, and where and when they were collected. In evaluating the quality of monitoring data, the Agency must consider the spatial and temporal conditions under which the monitoring was conducted. Spatial considerations include whether the data originates from areas of pesticide use and temporal considerations would include

information relating the timing of pesticide application to timing of sampling. Other ancillary data that are important include accurate weather data, hydrological data (size and type of receiving water, depth of groundwater), geochemical and geophysical characteristics (topography, soil characterisation).

The level of variability and uncertainty associated with existing monitoring data in Canada means that the use of these data to predict EECs can be challenging. Reported concentrations may vary considerably from one area to the next. Without having specific information on the history of the use of the pesticide in the sampled area, it is very difficult to fully understand the reasons for these differences. Further, the PMRA is not always able to discern whether samples were taken from potential drinking water sources or waters that would be representative of such drinking water sources.

Interpreting the results of studies which include a large number of samples with no residues (i.e., "non-detects") poses additional difficulties. Non-detects can indicate that the pesticide of concern is not reaching the drinking water source. However, non-detects can also result when the samples are taken from areas where the pesticide is not applied or at times when the pesticide is not being used. Limitations of analytical methods may also result in non-detects (i.e., the pesticide may be present in the water at concentrations that are less than the limit of detection for the analytical method or the analytical method may not be appropriate for certain compounds). For these reasons, the Agency must consider such information in interpreting non-detects in monitoring data sets. The PMRA often lacks data to verify that reported "non-detects" were in actual areas of pesticide use and therefore has difficulty concluding that the pesticide, when used, is not in fact reaching water frequently enough to be of concern. As a result of the above, the PMRA will assign a value equivalent to half the limit of detection (LOD) to non-detects in datasets where it is deemed appropriate. This may include (1) non-detects in a dataset that contains at least one detection or (2) a dataset where there are no detections but it is determined that the particular active ingredient may be used within the watershed sampled and that there is a potential for the active ingredient to contaminate water bodies. This approach has been used by the U.S. EPA during their re-evaluation of several pesticides, including diazinon and triallate (http://www.epa.gov/pesticides/op/diazinon/water.pdf, http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/triallate/triallate.efed.red.pdf). This approach is protective of drinking water sources which may be receiving pesticide residues in quantities too small to be measured.

Despite the challenge of analysing and interpreting these data, the PMRA will use the results of monitoring data, when valid data are available, to make decisions with respect to the expected concentration of a pesticide in drinking water. Monitoring data that are limited with respect to temporal and spatial information is always considered as part of the overall risk assessment, but the weight given to these data will vary depending on the circumstances. For instance, if monitoring data of marginal quality consistently yield estimated concentrations that are higher than those predicted by the screening models,

then the weight given to the monitoring data would be higher than if the monitoring data yielded a series of non-detections.

Overall there is a paucity of adequate monitoring data for pesticides in drinking water sources in Canada, and the PMRA risk assessments would be strengthened by additional monitoring programs. As such, the Agency is working on a number of levels to fill in these gaps and acquire more high quality data on pesticide concentrations in drinking water sources. Cooperation with other jurisdictions within the federal, provincial, territorial and municipal levels of government will be important in this process.

3.5 Factoring in water treatment

The degree to which drinking water is treated prior to consumption varies greatly in Canada. Owners of private wells often consume untreated water. Many municipalities employ at least a basic system of coagulation, filtration and disinfection, some other communities may have additional treatment steps such as activated carbon adsorption. In addition Canadians may further treat their drinking water using commercially available water purification systems designed for household use. It is known that different treatment systems remove certain classes of pesticides more effectively than others but water treatment technologies currently in use in most Canadian municipalities usually cannot remove pesticides very effectively. Due to the wide variety in the degree of treatment as well as the differences in the degree of removal of pesticides by the differing treatment technologies, the PMRA has opted not to factor in pesticide removal by water treatment in its drinking water assessment. Therefore estimated pesticide concentrations generated for use in dietary risk assessments will not consider the effects from water treatment.

While the removal of pesticides via treatment will not be factored into the drinking water assessment, it should be noted that water treatment has the potential to create toxic breakdown products which may persist in treated drinking water. For instance, the weight of evidence has shown that chlorination of organophosphate compounds can lead to the formation of oxon breakdown products which can be significantly more toxic than the parent compound. It is currently unknown to what extent oxon formation occurs and to what degree these compounds persist after they have been formed (U.S. EPA, 2001). The PMRA will be examining the question of toxic metabolite formation as a result of water treatment and will take appropriate action as more information becomes available.

4.0 How EECs are incorporated into a risk assessment

Once estimates of pesticide concentrations in drinking water have been generated by the Agency, the model-generated concentration estimates for a pesticide in ground and

surface water are compared with the Drinking Water Level Of Comparison (DWLOC)[5]. If the model-estimated concentrations in groundwater and surface water are less than the DWLOC, the PMRA concludes with reasonable certainty that residues of the pesticide in drinking water from present uses do not contribute towards an aggregate level of exposure (food and water) that exceeds a risk level of concern. Details of this process can be obtained in the PMRA draft document entitled General Principles For Performing Aggregate Exposure And Risk Assessments (Pest Management Regulatory Agency, 2002).

5.0 Future directions

It must be emphasised that the process of estimating pesticide concentrations in Canadian drinking water sources is evolving. At the present time, the Agency is formalising its Level 1 screening estimates for both new pesticides and those undergoing re-evaluation. A formalised approach to refine estimates in the event that a chemical does not pass the Level 1 screening has yet to be completed. In the interim, refined estimates will be conducted on a case-by-case basis drawing on the expertise of Agency modellers, experts in the field of environmental fate and chemistry, as well as experts in the field of human exposure and toxicology.

The Agency is conducting sensitivity analysis on the surface and ground water models in order to ascertain which factors are most important in determining the expected pesticide concentrations in drinking water sources. The information obtained from the sensitivity analysis will aid in the development of more refined modelling techniques for the higher levels of the analysis.

The Agency will be updating our current agricultural scenarios and will create new ones as needed.

The Agency will continue with its attempt to identify a Canadian equivalent to the Shipman reservoir for use with the surface water models.

The Agency will actively pursue opportunities to develop high quality national scale monitoring data with the provinces, territories, municipalities as well as other federal departments.

The Agency approach to risk assessment is evolving from a deterministic approach to a probabilistic one. Therefore, the PMRA will examine how the current outputs from the water models can be adapted for incorporation into a probabilistic assessment of pesticide exposure.

---

5 The DWLOC is the highest concentration of a pesticide in drinking water that would be acceptable considering the estimated exposure to that pesticide from other sources (i.e., food and residential uses).

The Agency will continue to monitor and evaluate new and evolving approaches in other jurisdictions, such as the U.S. EPA and the EU, in an effort to keep current with this branch of science.

List of abbreviations

ADI	acceptable daily intake
DEEM®	Dietary Exposure Evaluation Model®
DWLOC	drinking water level of comparison
EU	European Union
EEC	expected environmental concentration
EXAMS	Exposure Analysis Modelling System
EXPRES	Expert system for Pesticide Regulatory Evaluation Simulations
FIFRA	*Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act*
FOCUS	Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use
GENEEC	Generic Estimated Environmental Concentration Model
LEACHM	Leaching Estimation And Chemistry Model
LOD	limit of detection
MUD	Municipal Use Database
PCPA	*Pest Control Products Act*
PRZM	Pesticide Root Zone Model
PMRA	Pest Management Regulatory Agency
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency

References

Boesten, J.J.T.I. and L.J.T. van der Pas. 1999. Movement of Water, Bromide Ion and the Pesticides Ethoprophos and Bentazone Measured in a Sandy Soil in Vredepeel (The Netherlands). Report 122, DLO Winand Staring Centre, Wageningen (The Netherlands), pp. 97.

Boesten, J.J.T.I., Alterra Green World Research, Personal Communication, April 2002.

Council Directive 98/83/EC of November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official Journal L 330, 0512/1998. P. 032-0054.

Environment Canada, 1999. Municipal Water Use Database (MUD). http://www.ec.gc.ca/water/en/manage/data/MUDDes.rtf

Hutson, John L., 2001. Leaching Estimation and Chemistry Model. Model description and User's Guide. June, 2001. pp. 144.

FOCUS, 1995. Leaching models and EU registration. The final report of the work of the Regulatory Modelling Work group of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use). DOC. 4952/VI/95. pp. 124.

FOCUS, 1997. Surface Water Models and EU registration of plant protection products. Final report of the Work of the Regulatory Modelling Working Group on Surface Water Models of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use). pp. 231.

FOCUS, 2000. FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances. The report of the work of the Groundwater Scenarios Workgroup of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use). Sanco/321/2000 rev.2. pp. 202.

Jones, R. L., and M. H. Russell 2001. FIFRA Environmental Model Validation Task Force. Final report. American Crop Protection Association. Washington. pp. 768.

Martin, Fred. Prairie Farm Rehabilitation Administration. Personal Communication. 2001, Regina Saskatchewan.

Mutch, J.P., A.S. Crowe, and O. Resler. 1993. EXPRES: An Expert System for Assessing the Fate of Pesticides in the Subsurface. Users' manual. Scientific Series No. 201. National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters. Burlington, Ontario. pp. 138.

Pest Management Regulatory Agency. 2002. General Principles For Performing Aggregate Exposure And Risk Assessments. Draft Agency Document. pp. 69.

U.S. EPA. Office of Pesticide Programs. 1999. Estimating the Drinking Water Component of a Dietary Exposure Assessment. Office of Pesticide Programs Environmental Protection Agency. November 2, 1999. pp. 44. http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/1999/November/Day-10/6044.pdf

U.S. EPA. Office of Pesticide Programs. 2001. The Incorporation of Water Treatment Effects on Pesticide Removal and Transformations in Food Quality Protection Act (FQPA) Drinking Water Assessments. Office of Pesticide Programs Environmental Protection Agency. October 25, 2001. pp. 50. http://www.epa.gov/pesticides/trac/science/water_treatment.pdf

Tiktak, A., F. Van den Berg, J.J.T.I. Boesten, D. Van Kraalingen, M. Leistra, and A.M.A. van der Linden. 2000. Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1 RIVM report 711401 008, Alterra report 28. pp. 144.

Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
Pest Management Regulatory Agency

Projet de directive

PRO2003-01

Estimation de l'eau dans le cadre de l'évaluation de l'exposition par le régime alimentaire

Le présent document fournit un aperçu de la politique de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire en ce qui touche l'estimation des concentrations de pesticides dans les sources d'eau. Ces estimations sont par la suite combinées lors des évaluations de l'exposition globale dans le cadre du processus d'évaluation des répercussions possibles de l'utilisation de pesticides sur la santé de la population canadienne. Les types de modèles utilisés par l'Agence et les données de base des scénarios pour ces modèles sont décrits dans le présent document. De plus, l'importance de la surveillance des données et du traitement des eaux est également discutée dans les pages suivantes.

Vous êtes invités à examiner le présent document et à faire parvenir vos commentaires par écrit à l'adresse suivante, à la coordonnatrice des publications de l'ARLA, dans les 45 jours suivant la publication de cette proposition.

(also available in English)

Le 13 mars 2003

Ce document est publié par la Division des nouvelles stratégies et des affaires réglementaires, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec la :

Coordonnatrice des publications
Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
Santé Canada
I.A. 6605C
2720, promenade Riverside
Ottawa (Ontario)
K1A 0K9

Internet : pmra_publications@hc-sc.gc.ca
www.hc-sc.gc.ca/pmra-arla/
Service de renseignements :
1-800-267-6315 ou (613) 736-3799
Télécopieur : (613) 736-3798

ISBN: 0-662-88581-3
Numéro de catalogue : H113-8/2003-1F

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 2003

Tous droits réservés. Il est interdit de reproduire ou de transmettre l'information (ou le contenu de la publication ou produit), sous quelque forme ou par quelque moyen que ce soit, enregistrement sur support magnétique, reproduction électronique, mécanique, ou par photocopie, ou autre, ou de l'emmagasiner dans un système de recouvrement, sans l'autorisation écrite préalable du Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Ottawa, Ontario K1A 0S5.

Résumé à l'intention de la direction

L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) procède à l'estimation de la concentration de pesticides dans des sources potentielles d'eau, et elle combine les résultats de ces estimations lors des évaluations de l'exposition globale dans le cadre du processus d'évaluation des répercussions possibles de l'utilisation de pesticides sur la santé de la population canadienne.

La population canadienne prélève de l'eau de surface aussi bien que de l'eau souterraine pour ses besoins en eau potable. Par conséquent, l'Agence procède à l'estimation des concentrations de pesticides dans ces deux sources d'approvisionnement. Avec l'eau de surface, elle applique le tandem Pesticide Root Zone Model (PRZM) et Exposure Analysis Modelling System (EXAMS) à la modélisation de la concentration de pesticides. Cette concentration associée à l'eau de surface est modélisée en fonction de deux types de sources exposées d'approvisionnement de surface en eau potable. Le premier type de source, un réservoir de référence, reprend les dimensions du réservoir Shipman qui sert à l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) dans ses évaluations de l'exposition. Un étang-réservoir dans l'Ouest canadien constitue le second type de source. Il servira seulement lorsque des pesticides seront homologués pour utilisation dans les provinces de l'Ouest uniquement, où ce type d'étang-réservoir est communément trouvé. La concentration de pesticides dans l'eau souterraine est modélisée au moyen du Leaching Estimation And CHemistry Model (LEACHM). Ce modèle sert à l'estimation de la concentration de pesticides dans l'eau souterraine située à faible profondeur, c.-à-d. à une profondeur où la concentration risque d'être plus élevée qu'aux plus grandes profondeurs dont provient ordinairement l'eau souterraine destinée à la consommation humaine.

L'ARLA a préparé une série de scénarios agricoles en fonction de ces deux types de modélisation, qui sont représentatifs d'un grand nombre d'importantes zones de culture canadiennes. Ces scénarios sont alimentés à partir de données conformes à la réalité sur les conditions météorologiques, pédologiques, hydrologiques et culturales.

L'estimation de la concentration de pesticides dans les sources d'eau potable repose sur une démarche en plusieurs étapes correspondant à des niveaux successifs. Les premiers niveaux sont des estimations prudentes et correspondent à des estimations supérieures (valeurs plafond) de la concentration. Si ces estimations initiales ne révèlent pas une exposition inacceptable, il est inutile de procéder à d'autres estimations. Dans le cas contraire, on procède à l'obtention d'une estimation supérieure dans laquelle on investit davantage de ressources.

La modélisation mise à part, l'ARLA tient compte des données de surveillance disponibles sur les pesticides dans le cadre de ses estimations de la concentration de pesticides dans les sources d'eau potable. Il existe malheureusement très peu de données adéquates de surveillance au Canada, et l'Agence explore les possibilités de développer des données nationales de surveillance de grande qualité, de concert avec les gouvernements provinciaux et des territoires, les municipalités et d'autres ministères fédéraux.

La démarche appliquée à l'estimation de la concentration de pesticides dans les sources d'eau potable est en évolution. Pour l'instant, l'Agence est en train de rendre formelles les estimations préliminaires de niveau 1. On n'en n'est pas encore à rendre formelle une approche pour des niveaux supérieurs ou estimations poussées. Entre-temps, des estimations poussées seront effectuées au besoin, et reposeront sur le savoir-faire des modélisateurs au service de l'Agence, de spécialistes de la chimie et du devenir des produits chimiques dans le milieu, ainsi que de spécialistes de la toxicologie et de l'exposition humaine.

Table des matières

1.0 Introduction 1

2.0 Approches en vigueur à l'étranger 1

3.0 Approche proposée à l'ARLA pour l'estimation de la concentration de pesticides dans l'eau potable 2
- 3.1 Scénarios agricoles 4
- 3.2 Eau de surface 5
  - 3.2.1 Choix d'un modèle approprié à l'eau de surface 5
  - 3.2.2 Choix du plan d'eau récepteur 6
- 3.3 Eau souterraine 8
  - 3.3.1 Choix d'un modèle approprié à l'eau souterraine 8
  - 3.3.2 Approche proposée au calcul des CPE dans l'eau souterraine 10
- 3.4 L'emploi de données de surveillance 11
- 3.5 Tenir compte du traitement de l'eau 13

4.0 Comment intégrer les CPE à une estimation du risque 13

5.0 Orientations futures 14

Liste des abréviations 15

Références 17

1.0 Introduction

En vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* (LPA), l'ARLA est responsable de la protection de la population canadienne contre le risque que présente l'emploi de pesticides. Afin d'estimer ce risque, l'Agence doit être en mesure d'évaluer l'exposition potentielle de la population aux pesticides et à tout produit de décomposition de ces pesticides qui pourrait être d'intérêt toxicologique. L'évaluation de l'exposition doit être complète et doit notamment inclure l'exposition aux pesticides de toutes les sources et par toutes les voies connues d'exposition. L'évaluation de l'exposition aux résidus de pesticides qui ont atteint les sources d'approvisionnement en eau potable est un volet important de l'évaluation de l'exposition de la population par le régime alimentaire.

L'utilisation de pesticides est très répandue partout au Canada, et il existe de nombreuses façons par lesquelles ceux-ci peuvent atteindre les sources d'approvisionnement en eau potable. Au Canada, les plans d'eau comme les sources d'approvisionnement souterraines sont exploités comme sources d'eau potable. Cependant, le profil d'emploi des pesticides est tel que ces sources peuvent être contaminées, soit par la dérive, par l'écoulement souterrain ou par le ruissellement des pesticides.

Antérieurement, l'ARLA intégrait des estimations de la concentration des pesticides dans l'eau de surface à ses estimations du risque d'exposition par la voie alimentaire. Elle appliquait des hypothèses prudentes, ce qui menait souvent à des évaluations de l'exposition indûment élevées et non plausibles. L'Agence est en voie de mettre au point une approche plus globale et plus avancée d'estimation de la concentration de ces composés dans les sources d'eau potable. Ce document donne une vue d'ensemble de cette nouvelle approche normalisée qui est en harmonie avec une approche similaire mise en place par l'U.S. EPA.

2.0 Approches en vigueur à l'étranger

Tant aux É.-U. qu'en Union européenne (UE), l'estimation de la concentration des pesticides est effectuée dans l'eau de surface comme dans l'eau souterraine, dans le cadre de leurs processus d'estimation du risque de ces instances politiques (FOCUS 1995, FOCUS 1997, FOCUS 2000, U.S. EPA Office of Pesticide Programs 1999). Les approches respectivement choisies ont été élaborées en consultation et avec la collaboration de spécialistes des gouvernements, de l'industrie et des milieux universitaires. Aux É.-U., on estime les CPE et on intègre les résultats à ceux de l'évaluation de l'exposition professionnelle et de l'exposition par le régime alimentaire afin de parvenir à une estimation du risque combiné. En UE, les CPE ne sont pas intégrées à l'intérieur d'une estimation du risque combiné. Plutôt, on les compare à des concentrations maximales admissibles, qui sont fixées par législation, dans les sources d'eau potable « qu'on peut consommer sans danger durant toute la vie » (directive du Conseil 98/83/1998, 1998).

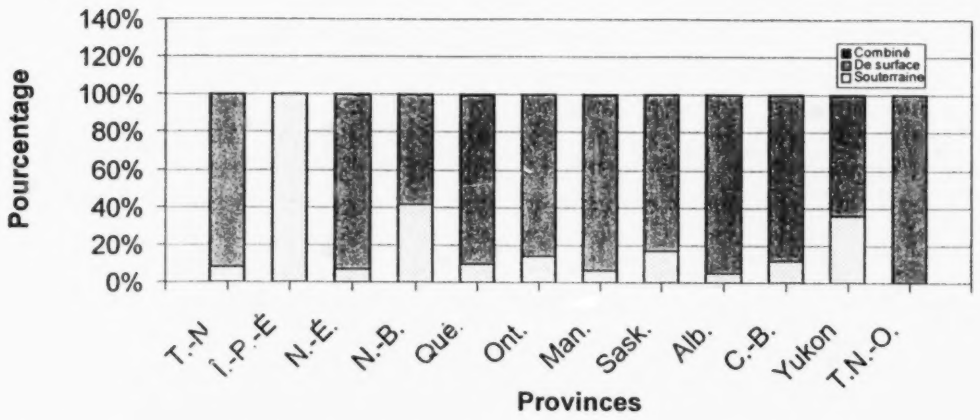
Dans les deux cas, on applique une approche par niveaux successifs à l'estimation des concentrations de pesticides dans les sources d'eau potable. Pour les premiers niveaux, on utilise des modèles d'estimation préliminaire alimentés par des valeurs prudentes afin d'éliminer rapidement les pesticides qui ne seront probablement pas à l'origine de préoccupations quant à l'eau potable. À la première étape, d'estimation préliminaire, l'U.S. EPA applique des modèles qui simulent des scénarios génériques prudents de manière à déterminer les CPE dans l'eau de surface et dans l'eau souterraine. Lorsqu'apparaissent des préoccupations associées à l'eau de surface, cette agence passe à une analyse plus complète (niveau 2) au moyen d'un modèle plus performant mais en faisant appel à des scénarios agricoles régionaux. Présentement, elle ne procède pas à des modélisations de niveau 2 lorsqu'elle relève des préoccupations associées à l'eau souterraine. Elle demande plutôt la tenue d'études de surveillance. À l'opposé, l'UE procède à des modélisations sur l'eau souterraine au moyen de modèles performants et en faisant appel à des scénarios agricoles régionaux dès le commencement des analyses.

Lorsqu'un problème apparaît avec un pesticide dès les estimations préliminaires, il faut procéder à des analyses à un niveau supérieur. Ces nouvelles estimations peuvent être fondées sur des techniques de modélisation plus perfectionnées et sur des données de surveillance accessibles, et il faudra peut-être procéder à la réalisation d'études supplémentaires au laboratoire ou sur le terrain par le titulaire d'homologation. On procède de cette façon parce que les premiers niveaux demandent moins de ressources et qu'ils permettent d'identifier et d'éliminer les produits chimiques « non nocifs » en employant un minimum de ressources (humaines et financières). Présentement, la plupart des organismes responsables ont un processus formel uniquement pour les analyses de premier niveau.

3.0 Approche proposée à l'ARLA pour l'estimation de la concentration de pesticides dans l'eau potable

Près de 75 % de la population canadienne est alimenté en eau potable exclusivement à partir de sources d'approvisionnement de surface. Le reste est alimenté exclusivement à partir d'eau souterraine ou d'une combinaison des deux (figure 1). C'est pourquoi il est essentiel d'estimer la concentration des pesticides autant dans l'eau souterraine que dans l'eau de surface, de manière à tracer un portrait fidèle du potentiel d'exposition aux pesticides dans l'eau potable. L'ARLA estime donc la concentration de pesticides, tant dans les sources d'approvisionnement en eau de surface que dans celles d'eau souterraine, en appliquant une approche à plusieurs niveaux semblable à celles qu'appliquent les É.-U. et l'UE.

Figure 1 Quantité d'eau, en pourcentage, provenant de sources d'eau souterraine ou de surface qui alimentent les résidants de municipalités canagiennes dont la population est supérieure à 1000 habitants (extrait de la Base de données MUD sur l'utilisation de l'eau par les municipalités, 1999 d'Environnement Canada)



L'ARLA applique des modèles mécanistes établis à l'estimation de la concentration de pesticides dans l'eau potable provenant de sources d'approvisionnement en eau de surface comme en eau souterraine. Bon nombre des paramètres essentiels employés dans les modèles prennent des valeurs réelles, obtenues dans le cadre d'expériences (propriétés physiques et chimiques du pesticide à l'étude), provenant de stations météorologiques canadiennes (précipitations et température mesurées sur place), extraites de cartes pédologiques (profils de sol spécifiques à des sites) et tirées de l'étiquette du produit (dose appliquée et fréquence de traitement).

L'estimation obtenue au terme de l'analyse préliminaire initiale, le niveau 1, permet d'éliminer les produits chimiques dont il est peu probable qu'ils présentent un risque au regard des sources d'approvisionnement en eau potable. Ces estimations de niveau 1 sont fondées sur des données d'intrant prudentes :

- **Caractéristiques du produit :**
  a. Plus longue demi-vie[1] dans des compartiments environnementaux (p. ex., sol, eau)
  b. Plus faibles valeurs de K_{co}[2]

- **Hypothèses relatives à l'utilisation**
  a. Plus forte dose figurant sur l'étiquette
  b. Nombre maximal d'applications par année

---

1 La demi-vie fait référence à la durée prise pour que 50 % du pesticide se décompose dans le milieu.

2 Le K_{co} est la mesure de la masse chimique qui passe dans la phase solide (carbone organique) et dans la phase liquide. On l'emploie pour prédire le partage chimique du composé et pour estimer le retard.

c. Délai le plus court entre des applications
d. Pesticide appliqué à chacune des années de simulation
e. 100 % du bassin hydrographique en culture
f. 100 % des cultures traitées avec le pesticide

En outre, les modèles sont exploités à partir d'un ou de plusieurs scénarios agricoles conformes aux conditions canadiennes. Il est improbable que la concentration des pesticides dans les sources d'eau potable soit aussi élevée que les CPE estimées dans le cadre d'une analyse de niveau 1 lorsque ces pesticides sont appliqués conformément aux directives figurant sur l'étiquette.

Comme on l'observe avec l'U.S. EPA et l'UE, toute estimation de niveau 1 révélant une concentration inacceptable dans des sources d'eau potable conduit à la réalisation d'une estimation plus raffinée, à un niveau supérieur. L'ARLA perfectionnera ses estimations de niveau 1 en faisant appel à des paramètres plus conformes à la réalité pour alimenter les modèles, comme les doses et les fréquences d'utilisation typiques des produits. On pourra aussi employer des données de surveillance pour affiner les estimations de niveau 1. Des études complémentaires pourraient aussi être exigées des titulaires d'homologation[3].

3.1 Scénarios agricoles

L'ARLA exploite présentement ses modèles hydrologiques en appliquant une série de scénarios agricoles choisis de manière à refléter les principales régions d'activité agricole et les cultures importantes qui y sont cultivées. Les scénarios ont été mis au point par Environnement Canada en fonction d'un système expert de simulations dans le cadre de l'évaluation réglementaire de pesticides (Expert system for Pesticide Regulatory Evaluation Simulations -EXPRES) (Mutch et al., 1993). Chacun des scénarios placés dans la base de données contient des renseignements détaillés sur les propriétés pédologiques (chimiques, physiques, hydrologiques), sur les paramètres associés aux cultures et sur les pratiques agricoles, ainsi que des renseignements météorologiques quotidiens détaillés provenant de stations météorologiques canadiennes appropriés à chacun des scénarios.

L'Agence a préparé onze scénarios adaptés aux estimations réalisées au premier niveau (analyse préliminaire). Douze autres scénarios sont accessibles dans le cadre de l'EXPRES, et on envisage de les inclure dans ce processus. Il serait possible de préparer d'autres scénarios qui ne sont pas inclus dans la base de données EXPRES afin de parvenir à une représentation plus complète de l'exploitation agricole et de l'emploi de pesticides dans l'ensemble du pays. Au besoin, l'Agence ajoutera aussi de nouveaux scénarios et mettra à jour les scénarios existants de façon continue pour faire en sorte que

---

3 Ordinairement, les évaluations de l'exposition professionnelle et celles de l'exposition par les aliments seulement (partie du régime alimentaire) auront été raffinées le plus possible avant que soient raffinées les estimations des CPE dans l'eau.

ces scénarios soient à jour au regard des pratiques agricoles et des différents profils météorologiques observés au Canada. Tous les nouveaux scénarios à l'étude seront soumis à un examen scientifique poussé avant d'être adoptés.

Les scénarios agricoles présentement en usage à l'Agence pour les estimations de premier niveau de la concentration de pesticides dans les sources d'eau potable correspondent à une variété de conditions géographiques, climatiques et pédologiques. Ce sont notamment des scénarios applicables à la vallée du Bas Fraser, C.-B. (framboise), à la vallée de l'Okanagan, C.-B.(vergers), au district de la rivière de la Paix, Alberta (orge), au sud de l'Alberta (betterave à sucre), au sud de la Saskatchewan (blé), au Manitoba (pomme de terre), au sud-ouest de l'Ontario (maïs), à la région de Niagara, Ontario (vignes), à la vallée de la Yamaska, Québec (maïs), à l'Île-du-Prince-Édouard (pomme de terre) et à la vallée de l'Annapolis, N.-É. (pomme).

Pour les estimations de niveau 1, on emploie les scénarios qui produisent habituellement les estimations les plus prudentes (les plus élevées) de CPE. Lorsque la concentration estimée d'un pesticide dans les sources d'eau potable dépasse les concentrations admissibles et qu'il faut procéder à une estimation plus soignée, l'Agence utilisera un scénario qui correspond plus étroitement au profil d'emploi véritable du pesticide.

3.2 Eau de surface

3.2.1 Choix d'un modèle approprié à l'eau de surface

L'ARLA utilise le tandem Pesticide Root Zone Model (PRZM) et l'Exposure Analysis Modelling Systems (EXAMS) pour modéliser la concentration dans l'eau de surface à tous les niveaux de son processus d'évaluation de l'eau potable. En usage depuis plusieurs années en Amérique du Nord et en Europe, le tandem PRZM-EXAMS a été mis au point par l'U.S. EPA. L'une des raisons qu'on a de retenir ces modèles est qu'ils permettent de tenir compte des divers facteurs influant sur le ruissellement dans les champs, ainsi que de la transformation et du partage se produisant dans les plans d'eau. En outre, ces modèles permettent d'estimer la CPE tant dans les réservoirs que dans les étangs-réservoirs de l'Ouest à partir de renseignements météorologiques, pédologiques et agricoles d'origine canadienne. Avec les derniers gains en vitesse de traitement des micro-ordinateurs, il est possible d'obtenir des simulations portant sur plusieurs années.

Le modèle PRZM du tandem sert à prédire la concentration du pesticide dissous dans l'eau de ruissellement et entraîné avec les particules de sol transportées du champ traité jusque dans un plan d'eau contigu. Les caractéristiques du pesticide (propriétés physico-chimiques, demi-vie de transformation et mobilité), les renseignements sur la croissance des cultures et les renseignements décrivant le site (propriétés pédologiques, topographie locale, pratiques agricoles) ainsi que les données météorologiques constituent les paramètres qui alimentent le modèle. Le groupe de travail sur la validation des modèles environnementaux du FIFRA est parvenu à la conclusion que les simulations produites au moyen du PRZM avec des valeurs conformes à la réalité, attribuées aux paramètres

d'alimentation du modèle, donnent des résultats qui tombent à l'intérieur d'un ordre de grandeur des résultats mesurés (Jones, 2001).

Le modèle EXAMS du tandem sert à simuler les mécanismes du devenir dans le milieu et du transport du pesticide lorsqu'il a atteint un plan d'eau. Ce sont la volatilisation, la sorption, l'hydrolyse, la biotransformation et la photolyse du pesticide. Les caractéristiques du pesticide (propriétés physico-chimiques, demi-vie de transformation et mobilité), les caractéristiques limnologiques et les caractéristiques physiques du plan d'eau, ainsi que les données météorologiques constituent les paramètres qui alimentent le modèle.

Les simulations produites par le tandem PRZM-EXAMS portent sur plusieurs années. Les résultats peuvent être exprimés sous différentes formes. Présentement, l'ARLA prend la valeur correspondant à une récurrence de 10 ans (90^{e} percentile) des maximums annuels de concentration quotidienne, ainsi que la valeur correspondant au 90^{e} percentile de concentration annuelle moyenne, qu'elle applique à son évaluation de l'exposition par la voie alimentaire.

Nous l'avons déjà mentionné, si une estimation de niveau 1 montre que des résultats sont inacceptables, il est prévu de passer à un niveau plus raffiné d'estimation. Pour cela, on prévoit l'application d'une technique de modélisation plus élaborée, qui pourrait faire appel à des paramètres d'alimentation des modèles qui sont moins prudents et à des scénarios qui refléteraient avec plus de fidélité les propriétés physiques et chimiques du pesticide étudié ainsi que son profil d'emploi. À des niveaux plus élevés de raffinement, on utiliserait aussi les données disponibles sur la surveillance de plans d'eau de surface. S'il n'y en avait pas, le titulaire d'homologation pourrait être tenu de réaliser des études de surveillance de l'eau de surface.

3.2.2 Choix du plan d'eau récepteur

Les plans d'eau naturels, comme les lacs et les cours d'eau, ainsi que les réservoirs artificiels et les étangs creusés sont les sources classiques d'approvisionnement de surface en eau potable. Le choix d'un plan d'eau récepteur approprié aux modèles dépend avant tout de ce qui constitue des sources d'approvisionnement de surface exposées à la contamination par les pesticides. Ce risque de contamination est lui-même fonction d'une combinaison de facteurs relatifs à l'utilisation des pesticides, de facteurs environnementaux et propres aux sites à l'étude, à la gestion antiparasitaire et des cultures, ainsi qu'au choix d'un régime météorologique (U.S. EPA, 1999). Par exemple, un plan d'eau de petites dimensions dans un secteur présentant un potentiel élevé de ruissellement et où on emploie beaucoup de pesticides, pourrait être plus exposé à la contamination qu'un plan d'eau de grande superficie dans un secteur non propice au ruissellement étendu et où on emploie peu de pesticides.

On applique présentement deux scénarios hydrométriques à l'estimation de la concentration des pesticides dans les sources d'approvisionnement de surface en eau potable : 1) le scénario fondé sur un réservoir, représentatif de la source d'approvisionnement des municipalités de moindre importance; 2) un étang-réservoir typique de ceux trouvés dans l'Ouest canadien. On considère que ces deux types de réservoir sont particulièrement exposés à la contamination issue des pratiques agricoles locales. D'autres scénarios pourraient éventuellement s'ajouter, selon les besoins, mais pour l'instant ces deux scénarios seront utilisés.

En 1998, l'U.S. EPA a compilé une liste de 82 réservoirs susceptibles de servir à la modélisation et de cette liste, il a choisi le réservoir Shipman (Illinois) à titre de réservoir d'eau potable de référence pour ses modélisations. Il a été choisi parce qu'il est représentatif d'un grand nombre de réservoirs de la partie centrale du Midwest américain qui sont exposés à la contamination par des pesticides et parce qu'il existe des résultats appropriés de surveillance du réservoir (U.S. EPA, 1999). Un programme de surveillance[4] de l'U.S. EPA a classé ce réservoir en 8^{e} position sur 175 plans d'eau quant à la concentration d'atrazine mesurée dans l'eau. Cela nous montre que l'approche par réservoir de référence correspond bien à un scénario de grande exposition d'eaux de surface. En reprenant la démarche américaine, l'ARLA a entrepris un examen de la Base de données MUD sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (Environnement Canada, 1999) en vue de trouver des sources d'approvisionnement en eau de municipalités situées dans certaines des principales régions agricoles (Ontario, Manitoba, Saskatchewan et Alberta). Ces sources ont été évaluées au regard de trois critères jugés essentiels pour un réservoir représentatif :

1) Le réservoir doit avoir une capacité vraiment comparable au réservoir Shipman.
2) Le réservoir ou le lac doit être situé dans un secteur où l'agriculture prévaut.
3) Il doit exister un programme de surveillance du réservoir et des antécédents de détection de pesticides.

Au terme de longues recherches, il a été déterminé qu'il n'existe pas de réservoir répondant aux trois critères sus-mentionnés. Le réservoir Shipman présentant tous les renseignements physiques requis pour la modélisation, l'ARLA a décidé d'adopter les dimensions de ce réservoir (superficie du réservoir et superficie du bassin hydrographique) pour alimenter le tandem PRZM–EXAMS. On considère que l'emploi de ce réservoir constitue une solution provisoire, d'ici à ce qu'on déniche un réservoir en sol canadien qui soit plus représentatif. On juge que cette solution provisoire est acceptable du fait que, mises à part les dimensions du réservoir, d'autres renseignements propres à des sites, comme les données météorologiques, pédologiques, hydrologiques et sur les cultures, ont été produits au Canada et qu'ils sont représentatifs des régions canadiennes modélisées, non de Shipman, Illinois.

---

[4] Ces sites comprennent des réservoirs, des lacs et des cours d'eau (U.S. EPA Office of Pesticide Programs, 1999)

L'ARLA a également décidé d'inclure les étangs-réservoirs de l'Ouest à titre de seconde source d'approvisionnement de surface en eau potable, exposée à la contamination. On a pris cette décision parce que ces étangs-réservoirs sont utilisés partout dans les provinces de l'Ouest comme sources d'approvisionnement en eau des maisons de ferme, notamment pour l'eau potable, et parce que la plupart des étangs-réservoirs sont situés très près des champs traités avec des pesticides (Fred Martin, communication personnelle) Par conséquent, l'ARLA a préparé un scénario fondé sur les étangs-réservoirs des provinces de l'Ouest, qu'elle emploie pour estimer la concentration de pesticides dans l'eau potable dans les provinces de l'Ouest. Elle cherche activement à améliorer les données disponibles afin de pouvoir caractériser adéquatement les étangs-réservoirs en ce qui regarde le potentiel de contamination par des pesticides.

Les cours d'eau sont aussi des sources possibles d'approvisionnement en eau potable qui peuvent être exposées à la contamination par des pesticides. Toutefois, comme nous l'avons dit plus tôt, l'Agence considère que le réservoir de référence correspond à un scénario de grande exposition de l'eau de surface en général. Cela étant, l'ARLA ne compte pas préparer des scénarios distincts pour les cours d'eau.

L'ARLA sait qu'en certains endroits, la concentration réelle de pesticides dans l'eau de surface peut être inférieure aux estimations produites par les modèles. Cela se vérifie particulièrement aux niveaux correspondant aux estimations préliminaires, les valeurs prises par les paramètres qui alimentent le modèle étant souvent prudentes. De plus, même si les utilisateurs peuvent appliquer un pesticide à la dose et à la fréquence les plus élevées figurant sur l'étiquette, il demeure que les doses et les fréquences ordinairement employées sont souvent inférieures aux valeurs appliquées dans les modélisations. De surcroît, même si l'étiquette ne le précise pas nécessairement, les utilisateurs peuvent avoir recours à des pratiques susceptibles de réduire le ruissellement des pesticides, et on pense ici à l'incorporation du pesticide dans le sol et à la création de zones non traitées ou de zones tampon servant de filtre autour des plans d'eau. Bref, lorsque l'application normale de pesticides est inférieure à la dose maximale permise, lorsque des pratiques de prévention du ruissellement sont en vigueur ou lorsque les propriétés des sols et les caractéristiques des sites sont moins propices au ruissellement, il se peut que la concentration réelle de pesticides dans l'eau de surface soit inférieure aux valeurs produites par modélisation.

3.3 Eau souterraine

3.3.1 Choix d'un modèle approprié à l'eau souterraine

L'ARLA a évalué les modèles MACRO, LEACHM, SCI-GROW, PESTAN et PRZM/VADOFT pour voir s'ils convenaient à la modélisation de l'eau souterraine. Ces modèles devaient respecter quatre exigences fondamentales :

- on doit pouvoir modifier le programme informatique au besoin;

- le modèle doit être en mesure d'évaluer différentes conditions environnementales (climat et sol);
- les intrants requis doivent être semblables aux données déjà présentées à l'Agence;
- le modèle doit être convivial.

Des modèles examinés, seul le LEACHM (Leaching Estimation And CHemistry Model) respectait ces quatre exigences. Par conséquent, l'ARLA a décidé de l'employer à tous les niveaux de son processus d'estimation pour modéliser la concentration de pesticides dans l'eau souterraine.

Le LEACHM est constitué d'une série de modèles simulant le déplacement et le devenir de l'eau et de substances chimiques dans des profils de sol. Mis au point en 1984, il a fait l'objet de nombreuses extensions et révisions (Hutson, 2001).

Le LEACHP est le modèle à l'intérieur de la série LEACHM qui simule le transport et le devenir de pesticides dans les sols ainsi que l'absorption des pesticides dans les plantes. Comme c'est la cas avec le PRZM–EXAMS, les paramètres d'alimentation du LEACHP comprennent des renseignements chimiques spécifiques sur le pesticide à l'étude, des données sur son transport et son devenir ainsi que des renseignements spécifiques aux sites, notamment des données sur les cultures, des propriétés pédologiques et le profil d'emploi du pesticide à l'étude. Le modèle simule les déplacements du pesticide et de l'eau dans le sol pendant une ou plusieurs saisons de croissance. Il produit de nombreux extrants, mais fournit notamment des estimations de la concentration des pesticides à différentes profondeurs dans le sol ainsi que des estimations des flux dans le sol de pesticide et d'eau, d'un côté à l'autre de limites spécifiées.

On a tenté d'obtenir un ensemble de données suffisant pour permettre de tester le modèle LEACHP. Une recherche à l'interne a indiqué qu'il n'existe probablement pas d'ensemble de données à contenu canadien. Plusieurs autres études réalisées à l'étranger et publiées ont été recensées depuis, mais seulement une seule sur le lessivage de pesticides (Boesten et van der Pas, 1999) pouvait répondre aux exigences en données de LEACHP. On a entrepris un exercice de validation en employant ces données. Les résultats montrent que le LEACHP prédit bien la quantité et le déplacement d'un pesticide dans le sol.

Comme c'est le cas avec les modèles traitant de l'eau de surface, si la concentration estimée de pesticide dans l'eau souterraine à partir des hypothèses de niveau 1 correspond à un risque inacceptable, on passe à un niveau supérieur de raffinement. Ce niveau peut utiliser une modélisation perfectionnée et appliquer des paramètres plus conformes à la réalité et des scénarios reflétant avec plus d'exactitude les profils d'emploi réels des pesticides. Lorsqu'elles existent, des données valides de surveillance de l'eau souterraine seront employées. S'il n'en existe pas, le titulaire d'homologation pourrait être tenu de réaliser des études de surveillance de l'eau souterraine.

3.3.2 Approche proposée au calcul des CPE dans l'eau souterraine

Comme c'est la cas avec l'eau de surface, il importe d'estimer les CPE dans les gisements d'eau souterraine qu'on estime être exposés à une contamination par les pesticides. L'ARLA se penche sur deux approches au calcul des CPE dans l'eau souterraine. Les deux reposent sur l'hypothèse que l'eau située au haut de la nappe phréatique est plus exposée à la contamination parce que son temps de séjour a été plus court. Par conséquent, elle contiendra ordinairement des pesticides en plus grande concentration que l'eau souterraine à plus grande profondeur, où le temps de séjour aura été plus long et meilleure la possibilité d'une décomposition des pesticides ou de leur dilution par des apports d'eau non contaminée par des résidus de pesticides. Les deux approches sont en usage en Europe.

La première approche, employée pour les homologations en Hollande, est de déterminer la concentration du pesticide pondérée sur le premier mètre au haut de la nappe phréatique (Tiktak et al., 2000). La seconde, recommandée par le « Forum for the Coordination of Pesticide Fate Models And Their Use » (FOCUS) et employée pour les homologations de pesticides en UE, consiste à estimer le flux (le déplacement) d'un pesticide et de l'eau dans une nappe phréatique pendant une durée déterminée (FOCUS, 2000). Dans ces deux approches, on estime la concentration des pesticides dans l'eau souterraine située à proximité de la surface et, probablement pour ces motifs, dans les sources d'approvisionnement souterrain en eau potable exposées à la contamination. On juge que la réglementation des pesticides à partir de leur concentration estimée dans l'eau souterraine située à proximité de la surface permet de protéger les sources d'approvisionnement souterrain en eau potable qui sont ordinairement situées à de plus grandes profondeurs (J.Boesten, communication personnelle)

L'ARLA applique présentement l'approche de la moyenne pondérée de la profondeur de l'eau souterraine à faible profondeur dans ses estimations de niveau 1. Cependant, elle évalue la méthode par les flux préconisée par FOCUS et elle pourrait adopter cette approche si elle se révélait plus efficace que l'autre.

L'ARLA sait qu'en certains endroits, la concentration réelle de pesticides dans l'eau souterraine peut être inférieure aux estimations produites par les modèles. Cela se vérifie particulièrement aux niveaux correspondant aux estimations préliminaires, les valeurs prises par les paramètres qui alimentent le modèle étant souvent prudentes. De plus, même si les utilisateurs peuvent appliquer un pesticide à la dose et à la fréquence les plus élevées figurant sur l'étiquette, il demeure que les doses et les fréquences ordinairement employées sont souvent inférieures aux valeurs appliquées dans les modélisations. De surcroît, même si l'étiquette ne le précise pas, les utilisateurs peuvent avoir recours à des pratiques susceptibles de réduire le lessivage des pesticides, par exemple, ne pas appliquer de pesticides lorsque les conditions météorologiques sont propices au lessivage. Bref, lorsque l'application normale de pesticides est inférieure à la dose maximale permise ou lorsque les propriétés des sols et les caractéristiques des sites sont moins

propices au ruissellement, il se peut que la concentration réelle de pesticides dans l'eau souterraine soit inférieure aux valeurs produites par modélisation.

3.4 L'emploi de données de surveillance

Pour toute évaluation de l'eau potable, l'Agence utilise les données de surveillance disponibles et qui conviennent au pesticide à l'étude. On préférerait des données de surveillance valides à des estimations de la concentration de pesticides dans l'eau potable produite par des modèles hydrométriques. Cependant, dans le cas des nouveaux produits chimiques, il n'existera ordinairement pas de données de surveillance. Lorsque c'est le cas, si des données de surveillance se révélaient être essentielles à la tenue d'une évaluation raffinée de l'exposition, il serait exigé que le titulaire d'homologation fournisse des données de surveillance produites dans des conditions d'étude contrôlée. La majeure partie des études et des données de surveillance disponibles porteront sans doute sur des pesticides qui sont sur le marché depuis quelque temps déjà. La qualité et la quantité de données produites par ces études de surveillance devraient varier considérablement d'une étude à l'autre et aussi en fonction des renseignements contextuels décrits ci-après.

Au moment d'évaluer, de caractériser et d'interpréter les données de surveillance de l'eau, l'ARLA tente de recueillir le plus de renseignements qui lui sont accessibles d'emblée sur la conception des études. Cela inclut des renseignements sur la façon dont les échantillons ont été prélevés et analysés, sur la raison de leur prélèvement, ainsi que sur l'endroit et le moment où ils ont été prélevés. Lorsqu'elle évalue la qualité des données de surveillance, l'Agence doit tenir compte des conditions d'ordre chronologique et spatial dans lesquelles la surveillance s'est effectuée. L'Agence se demande notamment si les données proviennent de régions où le pesticide à l'étude est employé. Elle se penche aussi sur le rapport entre les périodes d'application du pesticide et les dates de prélèvement des échantillons. Elle tient compte d'autres données connexes qui ont de l'importance, comme des données météorologiques exactes, des données hydrologiques (étendue et nature de la masse d'eau réceptrice, profondeur de la nappe phréatique), ainsi que des données géochimiques et géophysiques (topographie, caractérisation des sols).

Le degré de variabilité et l'incertitude associés aux données existantes de surveillance au Canada font que l'application de ces données à la prédiction de la CPE pose parfois un défi. Les concentrations signalées peuvent varier considérablement d'un secteur à l'autre. Si on ne détient pas de renseignements spécifiques relativement à l'historique d'utilisation du pesticide à l'étude dans la région où se sont faits les prélèvements, il est très difficile de bien comprendre les raisons à l'origine de ces écarts. De plus, l'ARLA n'est pas toujours en mesure de déterminer si des échantillons proviennent de sources potentielles d'approvisionnement en eau potable ou de sources qui seraient représentatives de telles sources potentielles.

L'interprétation des résultats d'étude comprenant un nombre élevé d'échantillons sans résidus (c.-à-d. « sans détection ») est à l'origine de difficultés additionnelles. Les cas de non détection peuvent indiquer que le pesticide à l'origine de préoccupations n'atteint pas une source d'approvisionnement en eau potable. Cependant, les cas de non détection peuvent apparaître lorsque les échantillons sont prélevés dans des secteurs où le pesticide à l'étude n'est pas appliqué où à des moments où ce pesticide n'est pas utilisé. Les limites associées aux méthodes d'analyse peuvent aussi être à l'origine de cas de non détection (c.-à-d. que le pesticide peut être présent dans l'eau, mais à une concentration inférieure à la limite de détection de la méthode d'analyse, ou encore celle-ci peut ne pas convenir à l'analyse du pesticide à l'étude). Pour ces raisons, l'ARLA doit tenir compte de cette information lorsqu'elle interprète les résultats de l'examen des ensembles de données de surveillance. Il arrive souvent que l'Agence ne détienne pas les données pour vérifier si les cas de non détection proviennent de secteurs où le pesticide est effectivement utilisé. Par conséquent, elle a de la difficulté à confirmer que le pesticide, lorsqu'il est utilisé, n'atteint pas la nappe d'eau assez souvent pour être à l'origine de préoccupations. Compte tenu de ce qui précède, l'ARLA attribuera, lorsqu'elle le jugera pertinent, une valeur équivalant à la moitié de la limite de détection (LOD) aux échantillons où le pesticide n'a pas été décelé dans les ensembles de données. Cela peut inclure 1) les cas de non détection dans un ensemble de données contenant au moins un cas où le pesticide à l'étude est décelé ou 2) un ensemble de données où le pesticide n'a pas été décelé, mais dont il est déterminé que la matière active en question peut être employée à l'intérieur du bassin hydrographique échantillonné et lorsqu'il existe des probabilités de contamination de plans d'eau. L'U.S. EPA a appliqué cette approche à la réévaluation de plusieurs pesticides, notamment le Diazinon et le triallate. (http://www.epa.gov/pesticides/op/diazinon/water.pdf, http://www.epa.gov/oppsrrd1/reregistration/triallate/triallate.efed.red.pdf). Cette façon de procéder permet de protéger les sources d'approvisionnement en eau potable susceptibles de capter des résidus de pesticides en quantités trop minimes pour être mesurées.

Malgré le défi présenté par leur analyse et leur interprétation, l'ARLA s'appuiera sur l'examen des données de surveillance, lorsqu'il existera des données valides de surveillance, pour asseoir ses décisions relativement à la concentration prévue d'un pesticide dans l'eau potable. Dans le cadre de l'estimation globale du risque, l'Agence tient toujours compte des données de surveillance qui sont limitées en termes de distribution spatiale et chronologique, mais l'importance accordée à ces données variera selon les circonstances. Ainsi, lorsque des données de surveillance de qualité marginale révèlent constamment des estimations de la concentration supérieures à celle prédite par la modélisation au niveau préliminaire, l'Agence accordera plus d'importance à ces données que si elles avaient donné une série d'échantillons sans détection.

Au bilan, on constate la rareté de données de surveillance adéquates dans le cas des pesticides trouvés dans des sources d'approvisionnement en eau potable au Canada. Les estimations du risque produites par l'ARLA se trouveraient améliorées si des programmes additionnels de surveillance étaient mis en place. C'est pourquoi l'Agence tente à différents niveaux de combler ces lacunes et de se procurer davantage de données de

grande qualité sur la concentration de pesticides dans les sources d'approvisionnement en eau potable. La coopération avec d'autres organismes réglementaires fédéraux, provinciaux, des territoires et municipaux constituera un important volet de cette démarche.

3.5 Tenir compte du traitement de l'eau

Le degré de traitement de l'eau potable avant sa consommation varie considérablement. Les propriétaires de puits privés consomment souvent l'eau non traitée. De nombreuses municipalités emploient au moins un système de base de coagulation, de filtration et de désinfection. D'autres peuvent ajouter des étapes comme l'adsorption sur charbon actif. De plus, la population peut traiter davantage son eau potable en installant des systèmes commerciaux de purification domestique de l'eau. On sait que différents systèmes de traitement de l'eau éliminent certaines classes de pesticides plus efficacement que d'autres, cependant les technologie présentement appliquées par la plupart des municipalités canadiennes ne permettent ordinairement pas d'extraire les pesticides de manière très efficace. Parce que le degré de traitement de l'eau potable varie beaucoup et parce qu'il existe des différences quant au degré d'extraction associées aux différentes technologies, l'ARLA a choisi de ne pas tenir compte de l'extraction des pesticides par le traitement de l'eau lorsqu'elle procède à l'estimation de la concentration des pesticides dans l'eau potable. Par conséquent, dans ses estimations de la concentration des pesticides appliquées à son estimation du risque d'intoxication alimentaire, l'Agence ne tiendra pas compte des effets du traitement de l'eau.

L'Agence ne tiendra pas compte de l'extraction des pesticides dans ses estimations sur l'eau potable, cependant il est à noter que le traitement de l'eau peut produire des produits de décomposition toxiques susceptibles de persister dans l'eau potable traitée. Par exemple, le faisceau de la preuve établit que la chloration des composés organophosphatés peut donner lieu à la formation de produits de décomposition oxonés, qui peuvent être beaucoup plus toxiques que le composé initial. On ignore pour l'instant dans quelle mesure il se forme des oxones et dans quelle mesure ils persistent après leur formation (U.S. EPA, 2001). L'ARLA se penchera sur la question de la formation de produits de décomposition toxiques conséquente au traitement de l'eau, et elle appliquera les mesures appropriées à mesure que l'information sera produite.

4.0 Comment intégrer les CPE à une estimation du risque

Après que l'Agence ait produit des estimations de la concentration de pesticides dans l'eau potable, les résultats de la modélisation de la concentration d'un pesticide dans l'eau souterraine et de surface sont comparés au Drinking Water Level Of Comparison de l'U.S. EPA (DWLOC)[5]. Lorsque la concentration modélisée dans l'eau souterraine et de

---

5 La DWLOC est la plus forte concentration d'un pesticide dans l'eau potable qui serait acceptable, compte tenu de l'exposition estimée à ce pesticide par d'autres sources (c.-à-d. aliments et utilisation en milieu résidentiel).

surface est inférieure à la DWLOC, l'ARLA parvient de manière raisonnablement certaine à la conclusion que les résidus de pesticide dans l'eau potable, attribuables aux utilisations du moment, ne contribuent pas à faire passer l'exposition globale (aliments et eau) au-delà d'un niveau qui est jugé être préoccupant. On prendra connaissance des détails relatifs à cette démarche en consultant la version provisoire du document de l'ARLA intitulé *General Principles For Performing Aggregate Exposure And Risk Assessments* (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, 2002).

5.0 Orientations futures

On insiste sur le fait que le processus d'estimation de la concentration de pesticides dans les sources d'approvisionnement en eau potable est un processus en évolution. L'Agence en est à rendre formelles les estimations préliminaires, de niveau 1, de la concentration de nouveaux pesticides et de pesticides en cours de réévaluation. Il reste à mettre au point une approche formelle, en vue d'estimations plus avancées, lorsque des produits ne passent pas l'étape 1 d'estimation préliminaire. D'ici là, des estimations poussées seront effectuées au besoin, et reposeront sur le savoir-faire des modélisateurs au service de l'Agence, de spécialistes de la chimie et du devenir des produits chimiques dans le milieu, ainsi que de spécialistes de la toxicologie et de l'exposition humaine.

L'Agence procède à des analyses de sensibilité des modèles appliqués à l'eau souterraine et à l'eau de surface, afin d'évaluer quels facteurs sont prédominants dans la détermination des concentrations prévues de pesticides dans les sources d'eau potable. Les renseignements issus des analyses de sensibilité contribueront à la mise au point de techniques plus avancées de modélisation qu'on appliquera dans les niveaux supérieurs d'analyse.

L'Agence mettra à jour les scénarios agricoles en vigueur et en créera de nouveaux au besoin.

L'Agence poursuivra ses recherches pour trouver un équivalent canadien au réservoir Shipman, qu'elle appliquerait aux modèles traitant l'eau de surface.

L'Agence explorera les possibilités de produire des données nationales de surveillance de grande qualité, de concert avec les gouvernements provinciaux et des territoires, les municipalités et d'autres ministères fédéraux.

Son approche à l'estimation du risque passant d'une approche déterministe à une approche probabiliste, l'ARLA examinera de quelle manière les résultats des modélisations peuvent être adaptés et intégrés à une évaluation probabiliste de l'exposition à des pesticides à l'étude.

Elle continuera de surveiller et d'évaluer les nouvelles approches ou celles qui sont modifiées, employées par d'autres organismes de réglementation, comme l'U.S. EPA et l'UE, de manière à rester à jour dans ce domaine scientifique.

Liste des abréviations

AQA	absorption quotidienne admissible
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
BUM	Base de l'utilisation par les municipalités
CPE	Concentration prévue dans l'environnement
DEEM®	Dietary Exposure Evaluation Model®
DWLOC	drinking water level of comparison (U.S. EPA)
EXAMS	Exposure Analysis Modelling System
EXPRES	Expert system for Pesticide Regulatory Evaluation Simulations
FIFRA	Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act
FOCUS	Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use
GENEEC	Generic Estimated Environmental Concentration Model
LD	limite de détection
LEACHM	Leaching Estimation And Chemistry Model
PRZM	Pesticide Root Zone Model
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
UE	Union européenne

Références

Boesten, J.J.T.I. et L.J.T. van der Pas. 1999. *Movement of Water, Bromide Ion and the Pesticides Ethoprophos and Bentazone Measured in a Sandy Soil in Vredepeel* (The Netherlands). Report 122, DLO Winand Staring Centre, Wageningen (The Netherlands), 97 p.

Boesten, J.J.T.I., *Alterra Green World Research*, Personal Communication, April 2002.

Directive du Conseil 98/83/CE de novembre 1998 relative à la qualité de l'eau destinée à la consommation humaine. *Journal officiel* L 330, 0512/1998. p. 032-0054.

Environment Canada, 1999. *Base de données MUD sur l'utilisation de l'eau par les municipalités*, http://www.ec.gc.ca/water/fr/manage/data/MUDDes.rtf

Hutson, John L., 2001. *Leaching Estimation and Chemistry Model. Model description and User's Guide*. June, 2001. 144 p.

FOCUS, 1995. *Leaching models and EU registration*. The final report of the work of the Regulatory Modelling Work group of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use). DOC. 4952/VI/95. 124 p.

FOCUS, 1997. *Surface Water Models and EU registration of plant protection products*. Final report of the Work of the Regulatory Modelling Working Group on Surface Water Models of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use). 231. p.

FOCUS, 2000. *FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances*. The report of the work of the Groundwater Scenarios Workgroup of FOCUS (Forum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use). Sanco/321/2000 rev.2. 202. p.

Jones, R. L., and M. H. Russell 2001. *FIFRA Environmental Model Validation Task Force. Final report*. American Crop Protection Association. Washington. 768 p.

Martin, Fred. *Prairie Farm Rehabilitation Administration*. Personal Communication. 2001, Regina Saskatchewan.

Mutch, J.P., A.S. Crowe, and O. Resler. 1993. EXPRES: *An Expert System for Assessing the Fate of Pesticides in the Subsurface*. Users' manual. Scientific Series No. 201. National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters. Burlington, Ontario. 138 p.

Pest Management Regulatory Agency. 2002. *General Principles For Performing Aggregate Exposure And Risk Assessments*. Draft Agency Document. 69 p.

U.S. EPA. Office of Pesticide Programs. 1999. *Estimating the Drinking Water Component of a Dietary Exposure Assessment*. Office of Pesticide Programs Environmental Protection Agency. November 2, 1999. 44 p. http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-PEST/1999/November/Day-10/6044.pdf

U.S. EPA. Office of Pesticide Programs. 2001. The Incorporation of Water Treatment Effects on Pesticide Removal and Transformations in Food Quality Protection Act (FQPA) Drinking Water Assessments. Office of Pesticide Programs Environmental Protection Agency. October 25, 2001. pp. 50. http://www.epa.gov/pesticides/trac/science/water_treatment.pdf

Tiktak, A., F. Van den Berg, J.J.T.I. Boesten, D. Van Kraalingen, M. Leistra, and A.M.A. van der Linden. 2000. Manual of FOCUS PEARL version 1.1.1 RIVM report 711401 008, Alterra report 28. pp. 144.